

¿Cómo gestionar una planta prácticamente inaccesible y en peligro de extinción?

M.B. García¹, D. Goñi², D. Guzmán³, J.M. Iriondo⁴, J. Coscolluela⁵, J. Puente⁶, M. Alcántara⁷, J. Guiral⁸

(1) Instituto Pirenaico de Ecología (CSIC). Apdo. 202 50080 Zaragoza

(2) LARRE Consultores, S.C. C/Monasterio de Iguácel, 11 3º B. 22700 Jaca (Huesca).

(3) Departamento de Medio Ambiente Gobierno de Aragón. Paseo de María Agustín, 36. 50071 Zaragoza.

(4) Área de Biodiversidad y Conservación, Escuela Superior de Ciencias Experimentales y Tecnología (E.S.C.E.T.), Universidad Rey Juan Carlos, Móstoles, E-28933, España.

(5) Oficina Comarcal Agroambiental (Gobierno de Aragón). Paseo Constitución s/n, 50600 Ejea, Zaragoza.

(6) Servicio Provincial de Medio Ambiente. C/ General Lasheras. 8, 22071. Huesca.

(7) Departamento de Medio Ambiente Gobierno de Aragón. Paseo de María Agustín, 36. 50071 Zaragoza.

(8) Instituto Aragonés de Estadística (IAEST) Camino de las Torres 47-49. 50071, Zaragoza.

➤ Recibido el 7 de marzo de 2007, aceptado el 5 de julio de 2007.

¿Cómo gestionar una planta prácticamente inaccesible, y en peligro de extinción? *Borderea chouardii* fue la primera planta para la que se estableció un plan de recuperación oficial en España. En este artículo resumimos la información demográfica y reproductiva recopilada de esta pequeña rupícola, así como algunas de las acciones de gestión realizadas durante una década, en vísperas de la revisión de dicho plan. A pesar de la inaccesibilidad de la mayor parte de la única población conocida en el mundo, se ha podido establecer que se trata de una herbácea excepcionalmente longeva, que su dinámica poblacional es extraordinariamente estable, y que lejos de presentar evidencias de problemas reproductivos muestra niveles muy elevados en la producción y viabilidad de semillas. Sin embargo, este éxito demográfico y reproductivo se ve limitado por el escaso éxito de un peculiar sistema que favorece la dispersión dentro de la población al tiempo que impide su expansión a otros ambientes favorables. Así las cosas, el programa de manejo se centró básicamente en intentar acceder a distintas zonas, donde monitorizar plantas de distintos sexos, tamaños y edades, recuperar el 90% de las semillas que se pierden de forma natural, y "reciclarlas" para muy distintas funciones: reforzamiento poblacional, fundación de nuevas poblaciones, almacén en bancos de germoplasma (semillas y cultivo *in vitro*), análisis genéticos, y producción de plantas *ex situ*. Diversas acciones de divulgación entre estudiantes y escaladores complementaron el plan de recuperación.

Palabras clave: demografía, longevidad, reforzamiento, cultivo *in vitro* y *ex situ*, análisis de viabilidad poblacional, fundación de poblaciones

The management of an inaccessible plant in extinction risk. *Borderea chouardii* was the first plant species with an official recovery plan in Spain. In this paper we present the demographic and reproductive information gathered for this small rupicolous plant, and the main management actions carried out over the last decade. Despite the inaccessibility of most plants in the only known population in the world, we could establish the unusual longevity of this species, that population dynamics is extremely stable, and that there is no evidence of reproductive problems (high levels of seed production and viability). Its dispersal system, however, adapted to seed release near the mother plant, prevents it from expansion to new favourable habitats. Our goal was to increase our access to different areas in order monitor the performance of plants of different sexes, sizes and ages, to recover 90% of seeds naturally lost during seed release, and to use them for many different purposes: reinforcement of the populations, founding of new populations, seed storing in a seed bank, development of an *in vitro* bank, genetic analysis, and the production of *ex situ* adult plants. Several awareness actions have also been carried out among students and climbers.

Key words: demography, long life-span, reinforcement, *in vitro* and *ex situ* culture, population viability analysis, founding of new populations

La gestión de especies amenazadas

La inclusión de una planta en una lista roja o en un catálogo de especies amenazadas es sólo el principio del reconocimiento de un serio problema de origen antrópico o de un riesgo de extinción natural. En la mayoría de los casos, el grado de amenaza asignado a las especies se basa en una limitada área de distribución y/o un reducido número de individuos en las escasas poblaciones conocidas. El acceso a las categorías de amenaza a través de esta vía se corresponde generalmente con las primeras posibilidades ofrecidas mediante el sistema de categorización de la IUCN (2001), y muchos endemismos con restringida área de distribución son considerados así como amenazados. Pocas veces una especie entra a formar parte de dichas categorías tras haberse realizado valoraciones de su viabilidad basadas en datos empíricos obtenidos tras largas series de monitorización del área de ocupación o del ciclo biológico completo, lo que permite realizar proyecciones futuras de su área de distribución, número o tamaño de las poblaciones. Por eso no es raro que se desconozca el riesgo real de desaparición o declive, los puntos débiles de su biología, o las causas de su limitada distribución. Este tipo de información, sin embargo, es clave para la efectiva indagación posterior de los procesos biológicos y factores ecológicos a los que la especie es más vulnerable, así como las medidas a tomar (Schemske *et al.*, 1994).

En España, la Ley 4/1989, de Conservación de los Espacios Naturales y de la Flora y Fauna Silvestres dictamina la necesidad de establecer los correspondientes “planes” para cada una de las categorías de amenaza. Aunque ya son unas cuantas las comunidades autónomas que han promulgado los correspondientes catálogos de especies amenazadas (Devesa, 2006), no son muchas todavía las que han dado el siguiente paso con los correspondientes planes de actuación, siendo Aragón la primera en establecer uno para una peculiar especie rupícola en peligro de extinción que habita en menos de 1 km² en todo el mundo (Decreto 239/1994 de la DGA, Plan de Recuperación de *Borderea chouardii* en Aragón; Fig. 1).



Figura 1. Aspecto general de un individuo femenino de *B. chouardii* con numerosos frutos, algunos de los cuales se han girado para ser autosembrados mientras que otros liberarán semillas en el aire (foto: M.B. García).

Prioridades establecidas para *Borderea chouardii* y limitaciones para su desarrollo

Cuando el riesgo de desaparición es evidente si no se llevan a cabo medidas para eliminar los factores que están promoviendo tal riesgo, hay que ir más allá de la clásica preservación de los ejemplares y su hábitat. En este sentido, el abanico de acciones a emprender es muy amplio, y depende de la problemática concreta de cada planta: desde la recolección y conservación de semillas u otros materiales en bancos de germoplasma, hasta el manejo de los hábitats o ecosistemas, lo que puede incluir la eliminación o restricción de competidores y depredadores, gestión de regímenes de fuego y agua, etc. En algunos casos puede ser conveniente reforzar poblaciones, e incluso introducir o reintroducir ejemplares en la naturaleza.

El gran reto en el caso de *Borderea chouardii* era definir acciones factibles para una especie que, a diferencia de la inmensa mayoría de las plantas, es básicamente inaccesible por vivir en paredes rocosas y extraplomos. Precisamente, el mayor problema de esta pequeña rupícola tiene que ver con su estricta restricción a dicho hábitat, pues para su persistencia en él debe vencer a la gravedad y depositar semillas en las escasas grietas disponibles (mediante autosiembra o dispersión secundaria), o algo mucho más complicado como dispersarlas hasta otros parches rocosos aislados y alejados.

Cuando empezamos a trabajar con ella, un año antes de la promulgación de su plan de recuperación, tan sólo se disponía de información general sobre el número de individuos presentes y su reproducción (Sainz Ollero *et al.*, 1996), algunas

características biológicas inferidas a partir de los estudios realizados en su congénere, *B. pyrenaica* (García y Antor 1995), y apenas existían un centenar de plantas al alcance de la mano en un núcleo que se convirtió en inaccesible en 1997 por deslizamiento del suelo del barranco donde se asentaba la pared rocosa. Todas las observaciones se restringían a menos de un 5% de la superficie ocupada, por lo que la información obtenida sobre el funcionamiento de la población estaba muy sesgada, y más limitada todavía la recolección de semillas. El primer acceso a un nuevo núcleo mediante una inestable escalera de madera (**Fig. 2**) mostraba muy pocos individuos de pequeño tamaño. Este hecho, junto a la pérdida de casi la totalidad de las semillas producidas (los frutos se abrían en el aire, con lo que las semillas no alcanzaban microhábitats propicios para la germinación), inducían a sospechar en un fuerte problema de reclutamiento.



Figura 2. Primer acceso a un núcleo inaccesible de *B. chouardii*, donde se detectó el fracaso reproductivo y la falta de reclutamiento (foto: R. Antor).

Sobre esta débil base de información había que definir prioridades para el desarrollo del plan de recuperación, que contó con el apoyo financiero de un programa europeo LIFE entre los años 1997 y 2000. La primera, lógicamente, se centraba en poder acceder a un área más representativa de la población para determinar si estaba en declive, valorar el riesgo de extinción a medio plazo, explorar los posibles factores ecológicos que pudiesen estar reduciendo las tasas vitales de supervivencia y reproducción, recuperar cuantas semillas estuviesen perdiéndose de forma natural, y asegurar que la especie contase con más de una población a fin de minimizar el riesgo de extinción por un evento azaroso catastrófico. Se ha cumplido ya una década desde la publicación de un plan que fue pionero, por lo que parece conveniente valorar las medidas llevadas a cabo, lo que está permitiendo la revisión actual de dicho plan.

¿Cuántas plantas hay?

Las prospecciones realizadas en los alrededores de la población han permitido descubrir algunos nuevos núcleos (grupos de plantas) desconocidos, aunque el área de ocupación sigue restringida a menos de 1 km² en todo el mundo. Su presencia no coincide con toda la superficie rocosa disponible en el lugar, lo que probablemente tiene que ver con la idoneidad de las fisuras y la circulación de agua en el interior de la roca. La búsqueda activa mediante acceso directo, prismáticos o teleobjetivo, en un total de 29 UTM de 1 km² localizadas en valles próximos, no ha proporcionado resultados positivos todavía. Sin embargo, dada la dificultad de detectar individuos por su pequeño tamaño, y la complejidad del acceso a su hábitat, es imposible descartar la existencia de alguna otra población en rincones difícilmente observables de otras localidades (de hecho la especie se descubrió hace sólo cincuenta años (Gaussen, 1952).

En 1997 se instalaron varios andamios diseñados *ad hoc*, lo que permitió recuentos directos y el cálculo de factores de corrección para obtener estimas fiables del número de plantas en la población (García *et al.*, 2002, Goñi *et al.*, 2006). Según este método, estimamos la existencia de entre 3.800-5.200 individuos, de los que el 55% serían adultos masculinos o femeninos (Goñi y Guzmán, 2003; se trata de una especie dioica). Dicha estimación supone un incremento muy importante respecto a las estimas iniciales (unos 500 individuos; Sainz Ollero *et al.*, 1996). Lógicamente no se trata de un incremento de la población, sino de una mejora del conocimiento que de ella tenemos. No olvidemos al trabajar con especies amenazadas que las cifras que manejamos no tienen por qué ser reales, sino producto de nuestro mejor o peor conocimiento en función de una mayor o menor dedicación y facilidad para su estudio.

¿Está en declive? ¿Existen evidencias de problemas que pongan en peligro la población?

El montaje anual de los andamios, y al acceso a nuevos núcleos que iban descubriéndose, ha permitido la monitorización de casi 900 plantas durante 12 años, a partir de las cuales se han obtenido las tasas de mortalidad y fecundidad. Los resultados de los modelos estocásticos de dinámica poblacional indican una gran estabilidad y proyectan un bajo riesgo de extinción futuro de mantenerse las condiciones ecológicas actuales (García, 2003). Las razones principales radican en la extrema longevidad de los individuos (sabemos por la morfología de los tubérculos que pueden aproximarse a los 400 años de vida; García *et al.*, 2002), y la escasísima variabilidad en las tasas de crecimiento poblacional registrada a lo largo de una década. Nos encontramos, por tanto, ante una especie restringida a una única población, pero de dinámica tremendamente estable y cuyo tamaño, si no grande, tampoco puede considerarse tan reducido como para que el negativo papel que desempeña la estocasticidad demográfica sea importante.

La producción de semillas tampoco es problemática puesto que aproximadamente el 80% de las flores cuajan frutos, en los que tres cuartas partes de los óvulos se transforman en semillas. Sin embargo el 90% de ellas parecen perderse en el vacío anualmente al no ser autosembradas de forma exitosa por las plantas madre en las grietas próximas. Los modelos demográficos, no obstante, indican una imperceptible influencia del proceso reproductivo en la tasa de crecimiento poblacional. Por ello, si bien no puede decirse que dicha pérdida sea un factor positivo, tampoco puede concluirse que la baja tasa de autosiembra sea un factor de riesgo dentro de la población, aunque sin duda constituye una limitación muy importante en la capacidad de respuesta frente a posibles perturbaciones externas.

Ante la perspectiva de una población estable, en la que apenas se ha constatado competencia interespecífica ni herbivoría, y protegido estrictamente su hábitat de forma legal para evitar en lo posible dichas perturbaciones, parecía lógico incrementar el escaso reclutamiento dentro de la población, y actuar sobre el punto más problemático de la especie: el pobre sistema dispersivo a larga distancia. La recuperación de las semillas cuyo destino era perderse en el vacío ha sido la herramienta básica para mejorar en lo posible la situación existente y reducir al máximo el riesgo de desaparición de la especie.

Rescate y destino de las semillas que se pierden

A pesar de las limitaciones, año tras año aumentaba nuestro acceso a las plantas gracias al descubrimiento de nuevos núcleos y el uso de andamios, lo que junto a los rapeles realizados durante 3 años seguidos en zonas imposibles de alcanzar de otra forma, ampliaron considerablemente la posibilidad de recolección de semillas. Durante 13 años consecutivos se han estado monitorizando todas las plantas accesibles, hasta llegar a cubrir aproximadamente una cuarta parte de la superficie total de ocupación (Fig. 3).



Figura 3. Detalle de un descenso de rapel realizado para la obtención de semillas y la determinación de la estructura poblacional (foto: D. Goñi).

Las aproximadamente 5.000 semillas “rescatadas” durante este tiempo han sido etiquetadas con información del año, el núcleo, y en más de la mitad de los casos también el número de madre de procedencia. Dicho material ha sido utilizado con las siguientes finalidades:

- Almacenaje en bancos de germoplasma. Unas 2.000 semillas han sido enviadas a 3 bancos de semillas distintos, aunque el principal destinatario ha sido el Banco de Germoplasma del Departamento de Biología Vegetal de la Universidad Politécnica de Madrid (los otros han sido el *Millenium Seedbank* del Real Jardín Botánico de Kew en Londres, y el Banco de Germoplasma de Hortícolas del Centro de Investigación y Tecnología Agroalimentaria de Aragón de Zaragoza). Parte de dichas semillas ha servido para crear un banco de germoplasma *in vitro*, lo que confiere una disponibilidad inmediata de material para realizar variados trabajos de investigación, sin necesidad de recolectarlo en la única población existente.
- Reforzamiento poblacional. Hasta el año 2007 se han realizado más de 100 siembras manuales en grietas localizadas dentro de la población, utilizándose para ello unas 1.500 semillas. En cada uno de los núcleos se han sembrado semillas procedentes del propio núcleo, en un intento de imitar lo más fielmente el sistema de dispersión de la especie. El resultado final ha sido la incorporación de 70 nuevos individuos, en la actualidad con edades comprendidas entre 3-10 años de vida, lo que multiplica por entre 5-45 veces (según el núcleo) el reclutamiento natural dentro de la población.
- Fundación de nuevas poblaciones. Durante los años 2003-2007 se han realizado, siguiendo todas las recomendaciones de la UICN, siembras de unas 1.500 semillas en cuatro lugares alejados de la población original pero

con características ecológicas similares. El objetivo inicial es determinar su adecuación para albergar futuras poblaciones, por lo que también se mantienen registradores automáticos de temperatura y humedad relativa, comparándose las características microclimáticas, tasas de germinación y supervivencia con las de la población nativa. El porcentaje de germinación total de los tres años de seguimiento ha sido muy desigual en los tres sitios aunque similar al rango registrado dentro de la población natural, oscilando entre el 0,2% y el 39 %, correspondiendo las tasas más bajas a los lugares más continentales. De momento, una de las plántulas obtenidas ha alcanzado ya su cuarto año de vida, y otras 24 están en el segundo año en una de las localidades. Sin embargo hay que tener en cuenta que el verano del 2005 fue uno de los más secos registrados en las últimas décadas, por lo que los resultados obtenidos son probablemente peores de los esperables en condiciones más frecuentes.

- Estudios genéticos. El material del banco de germoplasma *in vitro* ha servido para evaluar la representatividad de las muestras conservadas en la colección de semillas de la UPM, pudiendo discernirse la identidad de la procedencia de distintos núcleos mediante el uso de microsátélites (Segarra *et al.*, 2005).
- Cultivos *ex situ* en vivero. En 2005 se consiguió por primera vez, tras varios intentos fallidos en distintos invernaderos, obtener individuos reproductores en un vivero de Gobierno de Aragón (Puente, 2005; **Fig. 4**). A pesar de que la tasa de germinación de la especie es muy alta (80-95%), era muy difícil mantener vivas las plántulas obtenidas en macetas o tras repicado de cultivos *in vitro*. Los primeros adultos, de sexo masculino, han producido flores con tan sólo un año de edad, lo que en la naturaleza suele llevar más de 10 años. En total se dispone actualmente de un centenar de ejemplares *ex situ*, lo que permite albergar esperanzas sobre la posibilidad de obtener semillas en invernadero ahora que por razones de seguridad ya no se monta el principal andamio, gracias al cual se recogían la mayor parte de semillas no autosembradas.



Figura 4. Ejemplar masculino de 1 año de edad obtenido en vivero (foto: J. Coscolluela).

Grado de cumplimiento del plan y objetivos futuros

Un plan de gestión no tiene sentido sin una evaluación de sus logros al cabo de un tiempo de su puesta en marcha. Por ello, el propio decreto que aprueba el plan de recuperación de *B. chouardii* (239/1994 de 28 de diciembre, de la Diputación General de Aragón) contempla la revisión de objetivos en la medida en que se varíe sustancialmente el conocimiento del estado de conservación de la especie o su hábitat. Con el presente artículo queremos precisamente dar a conocer dicha información, y revisar el grado de cumplimiento de las actuaciones.

Cuando empezamos a trabajar, de la biología de la especie se sabía poco (ver, no obstante, Sainz Ollero *et al.*, 1996), la experiencia hispana respecto a planes de este tipo con plantas era nula (si exceptuamos la iniciativa canaria, desarrollada desde una aproximación algo distinta, ver por ej. Bañares, 1994), y contábamos con una gran dificultad logística para cualquier acción. Como ocurre tantas veces, la ley fue por delante del conocimiento, aunque al menos servía como marco legal para evitar la alteración del hábitat y penalizar su recolección. Una vez conseguida esta protección, fue necesario obtener información sobre la biología y demografía de esta planta entonces inaccesible e “incultivable” según previos intentos, con el fin de identificar sus puntos débiles y evaluar el riesgo de desaparición.

En el transcurso del desarrollo del plan se ha pasado de apenas poder “tocar” un puñado de plantas a monitorizar individualmente casi un millar de todos los tamaños, sexos y edades. Gracias a ello sabemos que la población no parece estar en declive, aunque dado que los 13 años de monitorización suponen apenas un 4% de la vida total de algunas plantas,

no se puede descartar la posibilidad de un muy lento declive, todavía imperceptible en la escala temporal analizada. Conocemos bastante bien los puntos fuertes y débiles de la especie, y por tanto aquellos para los que merece la pena realizar un mayor esfuerzo, ahorrando de esta forma tiempo y energía en su gestión. Se han rescatado miles de semillas a partir de recolecciones realizadas en buena parte de su área de ocupación, y de las que se dispone de información individualizada. Parte de ellas se encuentra en bancos de germoplasma, lo que asegura la preservación de un importante material genético y permite la realización de estudios fisiológicos, moleculares, farmacológicos, etc.

Por otro lado, se ha conseguido reforzar la población a partir de siembras manuales, de forma que en la actualidad se cuenta con unos 70 nuevos individuos cuya probabilidad de supervivencia ronda el 90%. También se ha iniciado el complicado e incierto camino de la fundación de nuevas poblaciones con el fin de asegurar la existencia de más de una. Y tras el primer intento en un vivero gestionado por Gobierno de Aragón, se dispone ya de un centenar de ejemplares que en breve podrían servir para producir semillas. Finalmente, se han realizado campañas de divulgación en todos los centros de enseñanza secundaria de Aragón mediante la entrega de un video realizado específicamente sobre plantas amenazadas en Aragón, y se han conseguido compromisos en los clubs de escalada para evitar el daño que puede causar esta actividad, frecuente en las paredes rocosas próximas.

En resumen, creemos que se han cubierto al menos los grandes objetivos establecidos en el plan. Puede que haya quien piense que poco hacía falta para preservar una especie de origen terciario. Ciertamente no les falta razón acerca de su capacidad para “autoconservarse” y la escasa contribución del plan de recuperación a una dilatada existencia entre nosotros a pesar de los cambios climáticos acontecidos desde entonces. Nadie sabía hasta ahora, sin embargo, que se trataba de una de las especies de crecimiento más lento en todo el mundo, ni se disponía de datos fiables para determinar si la población estaba o no en declive, ni se conocían las claves de esta exitosa persistencia. Y mientras tanto las inaccesibles plantas seguían perdiendo año tras año casi todas sus semillas, que con un poco de ayuda se han almacenado y transformado en nuevos individuos tanto dentro como fuera de la población.

Que empecemos a entender cómo funciona esta pequeña planta, sin embargo, no quiere decir que podamos predecir su futuro, esa es tarea de los adivinos. Probablemente su lenta y limitada capacidad de respuesta no haya permitido una recuperación de los ejemplares que se creen recientemente desaparecidos tanto por las obras asociadas al pantano de Sopeira como por el acondicionamiento de la carretera nacional que la atraviesa (Montserrat, 1987). Y tampoco podemos predecir cómo el esperado aumento de temperaturas puede afectarle, aunque no hay mucho espacio para el optimismo puesto que hemos detectado un descenso en las germinaciones y la supervivencia con la reducción de las precipitaciones y el incremento de la continentalidad. Por ello es necesario seguir alerta y actuar. Alerta para detectar y predecir lo antes posible cualquier problema, junto a la estricta protección de la especie y su hábitat. Actuar para, dada su limitada distribución junto a su incapacidad para dispersarse a larga distancia, disponer de recursos genéticos *ex situ* y fundar nuevas poblaciones que a largo plazo incrementen la posibilidad de persistencia de la especie frente a cambios climáticos o eventos catastróficos que impliquen un alto riesgo en la única población conocida actualmente.

Agradecimientos

R. Antor, C. Lahoz, F. Domínguez, I. Navascués, J. Vilellas, y varios Agentes para la Protección de la Naturaleza del Gobierno de Aragón del AMA de Graus (especialmente L.M. Berzal, J.L. Alexandre, I. Garcés, A. Gazo, J. Ezquerro...), han colaborado de forma entusiasta y a veces arriesgada en el estudio y el montaje del andamio, así como la vigilancia de la población. Sin su ayuda, el desarrollo de este plan no hubiera sido posible. A Jesús Insausti por su apoyo desde Gobierno de Aragón.

Referencias

Bañares, A. 1994. Recuperación de la flora amenazada de los Parques Nacionales Canarios. Metodología para su planificación y ejecución. *Ecología* 8: 227-244.

Devesa Alcaraz J.A. 2006. La protección de la flora vascular en España peninsular y Baleares. *Ecosistemas*. Disponible en www.revistaecosistemas.net/articulo.asp?Id=415&Id_Categoria=2&tipo=portada

García, M. B. 2003. Demographic viability of a relict population of the critically endangered plant *Borderea chouardii*. *Cons. Biol.* 17: 1672-1680.

García, M. B. y Antor, R. J. 1995. Sex ratio and sexual dimorphism in the dioecious *Borderea pyrenaica* (Dioscoreaceae). *Oecologia* 101: 59-67.

García, M. B., Guzmán, D. y Goñi, D. 2002. An evaluation of the status of five threatened plant species in the Pyrenees. *Biol.*

Conserv. 103: 151-161.

Gausсен, H. 1952. Une nouvelle espèce de *Dioscorea* aux Pyrénées: *D. Chouardii*. *Bull. Soc. Bot. Fr.* 99: 23-25.

Goñi, D. y Guzmán D. 2003. Conservación de *Borderea chouardii* y *Cypripedium calceolus*. Informe inédito para DGA.

Goñi, D., García, M.B. y Guzmán, D. 2006. Métodos para el censo y seguimiento de plantas rupícolas amenazadas. *Pirineos* 161:33-58.

Montserrat P. 1987. *Borderea chouardii*. En *Libro rojo de las especies vegetales amenazadas de España peninsular e islas Baleares* (ed. Gómez-Campo, C.), pp. 124-125. Serie Técnica. ICONA.

Puente, J. 2005. Primeras flores de *Borderea chouardii* logradas en maceta. *Quercus* 238: 42

Sáinz Ollero, H., Múgica, F. F. y Torcal, J. A. 1996. *Estrategias para la conservación de la flora amenazada de Aragón*. Consejo de Protección de la Naturaleza en Aragón.

Schemske, D. W., Husband, B. C., Ruckelshaus, M. H., Goodwillie, C., Parker, I. M. y Bishop, J. G. 1994. Evaluating approaches to the conservation of rare and endangered plants. *Ecology* 75: 584-606.

Segarra-Moragues, J. G., Iriondo, J. M. y Catalán, P. 2005. Genetic fingerprinting of germplasm accessions as an aid for species conservation: a case study with *Borderea chouardii* (Dioscoreaceae), one of the most critically endangered iberian plants. *Ann. Bot.* 96: 1283-1292.

UICN (2001). *Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN: Versión 3.1*. UICN, 33 pp., Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido.